



## INVASÃO BIOLÓGICA POR ESPÉCIES EXÓTICAS EM FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL - MESORREGIÃO CENTRAL DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

Francieli de Fátima Missio, Solon Jonas Longhi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Doutora em Engenharia Florestal. franmissio@yahoo.com.br, UFSM, Santa Maria, Brasil

<sup>2</sup>Professor Doutor do Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal - UFSM

Recebido em: 20/11/2019 – Aprovado em: 15/12/2019 – Publicado em: 30/12/2019  
DOI: 10.18677/Agrarian\_Academy\_2019b5

### RESUMO

Este estudo teve como objetivo quantificar as espécies exóticas, seu potencial de invasão biológica e correlação com o ambiente. Para isso realizou-se histogramas de frequência, distribuição diamétrica e correlação de Spearman, no programa R. As espécies exóticas amostradas foram *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl., *Hovenia dulcis* Thunb., *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth, *Melia azedarach* L., *Morus nigra* L., *Psidium guajava* L., totalizando 105 indivíduos. As mesmas apresentaram maior frequência na parte inicial do trecho florestal, indicando um local com maiores efeitos à fragmentação. A espécie *Hovenia dulcis* foi a de maior abundância com 85 indivíduos, porém com distribuição diamétrica irregular, apresentando desequilíbrio nas taxas demográficas. Pelo índice de invasão biológica o mesmo foi intermediário considerando uma área alterada, com as exóticas apresentando uma importância inferior a espécie de nativa de maior valor de importância. Das correlações ambientais, a maioria das exóticas tiveram correlação negativa com a cobertura do dossel, confirmando a necessidade de luz para o estabelecimento. Também, foi possível observar relação das espécies em locais de solos mais arenosos, com potencial para ser acumuladoras do elemento alumínio, nos locais mais planos. Já outras localizadas nas partes do terreno com menores variações altimétricas associadas a outros elementos no solo. As espécies exóticas alteraram a fisionomia da Floresta Estacional Decidual, no entanto, acredita-se que durante os processos ecológicos a quantificação de exóticas tende a diminuir devido ao equilíbrio dinâmico das espécies nativas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Correlação de Spearman, Espécies arbóreas. Riqueza.

### BIOLOGICAL INVASION BY EXOTIC SPECIES IN DECIDUAL STATE FOREST - CENTRAL MESOREGION OF RIO GRANDE DO SUL STATE

#### ABSTRACT

This study aimed to quantify the exotic species, their potential for biological invasion and marking with the environment. The exotic species were sampled in *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl., *Hovenia dulcis* Thunb., *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth, *Melia azedarach* L., *Morus nigra* L., *Psidium guajava* L.,

totaling 105 individuals. The words may be more frequent in the order of the forest section, indicating a local phenomenon with fragmentation. The *Hovenia dulcis* species was of the highest abundance with 85 individuals, but with an irregular distribution, presenting an imbalance in their demographic. By the index of biological invasion or equal to the intermediate relative to an area with exotic alterations of a series inferior to a species of native of greater value of importance. The environmental correlations, most of them exotic with canopy cover, confirmed the need for light for the establishment. It was also possible to observe the relationship between the species in sites of more sandy soils, with potential to be accumulators of aluminum elements, in the most flat places. Already other parts in the parts of the terrain with reduced letters associated with other elements in the ground. Exotic species altered the physiognomy of the Deciduous State Forest, however, during the phase in which ecological processes occur and the quantification of exotic equilibrium due to the balance of native species.

**KEYWORDS:** Richness; Spearman correlation; Tree species.

## INTRODUÇÃO

O efeito da fragmentação é um dos maiores problemas na perda de biodiversidade, bem como na redução da cobertura vegetal (ZENNI; ZILLER, 2011). Fato este que está associado com a distribuição geográfica de espécies exóticas, as quais introduzidas e adaptadas se estabelecem em novos locais, ocasionando sérios problemas ambientais (PYSEK, 1995; PARKER et al., 1999). Segundo Ziller (2001) “a contaminação biológica é considerada como a segunda maior ameaça na perda de biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats”.

Em ambientes alterados há uma maior facilitação no estabelecimento das espécies exóticas, uma vez que quanto menor a diversidade e riqueza de espécies nativas, maior será a vantagem competitiva da invasora sobre o ecossistema, como a dispersão e a regeneração. Estas espécies apresentam atributos funcionais adaptados a tais fatores de degradação (LIMA, 2003). Contudo, devido ao caráter invasivo é possível que algumas dessas espécies consigam se estabelecer em áreas não antropizadas, como já relatada na literatura (PEREIRA; FILGUEIRAS, 1988; MIELKE et al., 2015; INSTITUTO HORUS, 2018).

Das espécies exóticas invasoras, no país, descritas como causadoras de problemas ambientais: *Hovenia dulcis*, *Eriobotrya japonica*, *Citrus x limon*, *Melia azedarach*, *Psidium guajava*, *Morus nigra* e *Tecoma stans* são consideradas para o Rio Grande do sul, de acordo com a Portaria número 79 da SEMA (RIO GRANDE DO SUL, 2013), como pertencentes à categoria 1- espécie proibida para cultivo e propagação ou categoria 2- podem ser cultivadas em condições controladas. Assim, visando o controle e erradicação da invasão biológica, atualmente, há uma base legal para proteger as áreas de florestas nativas, como a Lei de Crimes Ambientais (9.605/1998) e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Nesse sentido, o efeito global na questão da invasão biológica ganhar ênfase na máxima contextualização desses dados, visando perspectivas futuras na minimização desse impacto. Até então os danos ocasionados pelas espécies exóticas no ecossistema são mensurados ao nível da substituição de espécies como de processos ecológicos. Porém, a preocupação maior são as perdas de *habitat* e consequente domínio das invasoras, como também questões relacionadas às atividades econômicas e, sem dúvida, os danos irreversíveis ao meio ambiente (ZILLER, 2001).

Ainda, considerando este problema no ecossistema, fazem-se necessárias medidas de controle ambiental que assegurem áreas mantenedoras do equilíbrio e conservação da biodiversidade local, bem como de informações da atual condição das áreas de florestas sob abrangência dessas espécies. Para o RS ainda são incipientes os trabalhos com enfoque a invasão biológica, sendo necessário maior detalhamento das áreas de florestas sobre a ocorrência das espécies exóticas invasoras.

Com base no exposto acima, este estudo teve como objetivo quantificar a riqueza e densidade de espécies exóticas associadas ao componente arbóreo de Floresta Estacional Decidual; verificar a distribuição diamétrica da exótica de maior abundância; inferir na participação das espécies invasoras quanto ao índice de invasão biológica; identificar possíveis correlações ambientais que influenciam na presença das exóticas no trecho florestal.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ***Localização e caracterização da área de estudo***

O estudo foi realizado em um trecho de Floresta Estacional Decidual, nas coordenadas 29°35'29.73"S e 53°21'46.36"W, no município de Dona Francisca, Rio Grande do Sul. O clima predominante da região, pertence ao tipo Cfa - Subtropical úmido, com duas estações do ano bem definidas, o inverno com temperatura máxima de 18°C e verão com temperaturas superiores a 22°C, chuvas bem distribuídas o ano todo (ALVARES et al., 2013).

O trecho florestal está inserido em uma encosta e possui, aproximadamente 7 ha, com altitude média de 171m. Além de apresentar nascentes e cursos d'água, também é possível verificar um relevo ondulado a forte ondulado em um patamar descontínuo, bem como solos classificados na região como Argissolos e Cambissolos associados à Neossolos (PEDRON; DALMOLIN, 2011).

A área está inserida numa matriz antrópica, onde predomina a prática da agricultura e pecuária. A vegetação é considerada secundária, uma vez que na área houve o corte raso para o cultivo agrícola. Após o abandono da área a recomposição da vegetação se deu pela regeneração natural.

### ***Amostragem da vegetação***

Foram instaladas 50 parcelas permanentes em 10 faixas paralelas, de modo sistemático, de dimensões 10 m x 20 m (200 m<sup>2</sup>) distanciadas 10 m entre si e 40 m entre as faixas, totalizando 1 ha de área amostrada. As faixas foram posicionadas em direção da base ao topo da encosta, verificando toda a heterogeneidade ambiental bem como a florística.

Nas parcelas todos os indivíduos adultos que apresentassem CAP 15,7 cm (circunferência a altura do peito, medido a 1,30 m do solo) foram amostrados e, posteriormente marcados com plaquetas de alumínio numeradas em ordinais crescentes. Desses indivíduos foi mensurado o CAP para transformação da variável DAP (diâmetro a altura do peito). A circunferência dos indivíduos bifurcados, amostrados quando apresentassem bifurcação acima do solo, foi determinada pela raiz quadrada da soma ao quadrado de todos os fustes com CAP maior ou igual a 15,7 cm.

As espécies foram identificadas *in loco* e quando não possível foi coletado material botânico, fértil ou estéril, e encaminhado à consulta de especialistas ou comparado à literatura de Sobral et al. (2013) no Herbário do Departamento de Ciências Florestais (HDCF) na Universidade Federal de Santa Maria. As espécies

foram identificadas a nível de família sendo classificadas de acordo com a APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e o nome científico atualizado conforme a Lista de Espécies da Flora do Brasil (JBRJ, 2019).

### **Coleta das variáveis ambientais**

Foram coletadas amostras de solo em cada parcela e determinado as propriedades químicas e físicas no Laboratório de Análise de Solos do Departamento de Solos da UFSM. Para as propriedades químicas utilizou-se o pH (pH em H<sub>2</sub>O); teores de fósforo (P), potássio (K), matéria orgânica no solo (% MOS), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e calculados a acidez potencial (H+Al), CTC efetiva (CTCef), CTC a pH=7 (CTCpH7), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%). Das propriedades físicas quantificou-se a % areia, % silte, % argila, seguindo a metodologia da Embrapa (2011).

Para as variáveis topográficas: cota média (m), desnível máximo (m) e declividade média (graus); foram obtidas em cada parcela com auxílio do *Global Positioning System* (GPSMAP 76CSx) e clinômetro de Suunto, utilizando a metodologia adaptada de Oliveira-Filho et al. (1994).

A porcentagem de pedregosidade, de cada parcela, foi realizada de forma visual e classificada em quatro classes, segundo metodologia de Santos et al. (2013). Já a luminosidade no interior da floresta foi medida com densiômetro esférico côncavo modelo A (LEMMON, 1957), através de quatro leituras no sentido norte, sul, leste e oeste ao centro de cada parcela.

### **Análise dos dados**

Foi realizado um histograma de frequência das exóticas nas 50 parcelas. Posteriormente, considerando que apenas a espécie exótica *Hovenia dulcis* apresentou maior densidade e frequência na amostragem, para ela foi calculada a estrutura diamétrica, utilizando o método de Spiegel (FELFILI; RESENDE, 2003). A fim de comparar a distribuição das espécies exóticas e nativas no trecho florestal, optou-se por analisar um histograma de frequência com as espécies sendo separadas em dois grupos, nativas ou exóticas.

Aplicou-se sobre a comunidade arbórea o índice de invasão biológica (IIB), proposto por Guidini et al. (2014):  $IIB = \sum VI / \sum VI_{max}$ , Em que  $\sum VI$  = somatório do valor de importância de todas as exóticas;  $\sum VI_{max}$  = maior valor de importância da espécie nativa encontrado. O índice IIB, segundo o mesmo autor, difere em três classes de invasão biológica: IIB  $\geq 1$  as espécies exóticas apresentam valor de importância maior que as nativas;  $0,5 < IIB < 1$ , as exóticas são inferiores ao valor de importância da espécie nativa de maior VI; IIB  $\leq 0,5$  as espécies exóticas apresentam importância inferior à metade do VI da espécie nativa de maior VI.

Para verificar a correlação das variáveis ambientais com a distribuição das espécies exóticas foi aplicado o coeficiente de correlação de *Spearman* a uma significância de 5%. Este coeficiente segundo Vieira (2016), pode apresentar correlação em quatro intensidades: correlação mínima, fraca, moderada e forte.

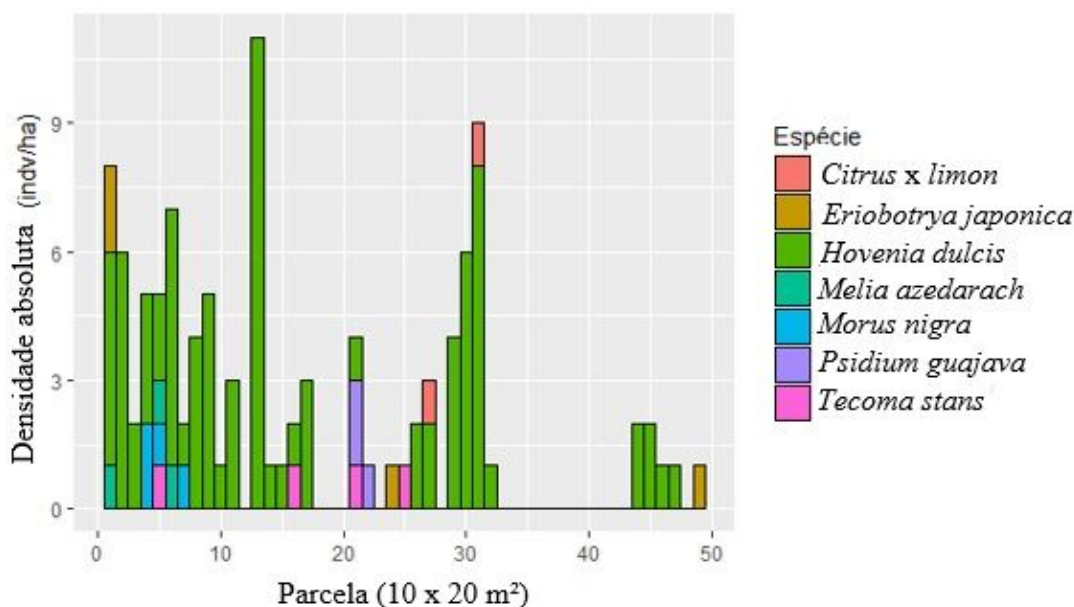
As análises foram realizadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), utilizando para os histogramas o pacote *ggplot* e para o coeficiente de correlação o *vegan*.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A floresta em estágio de regeneração natural implica em uma reorganização diferente das florestas originais, devido à estrutura e composição (CHAZDON, 2016). No entanto, na presença de obstáculos para a recuperação desta mesma floresta, a

sucessão ecológica em processo contínuo baseia-se na composição florística após distúrbios e uma nova fisionomia se forma com suas próprias características (CHAZDON, 2016). Assim, uma das consequências na estrutura florestal, foi observado nos resultados quanto ao número de espécies exóticas invasoras amostradas, as quais alteraram a composição arbórea da Floresta Estacional Decidual com suas respectivas populações.

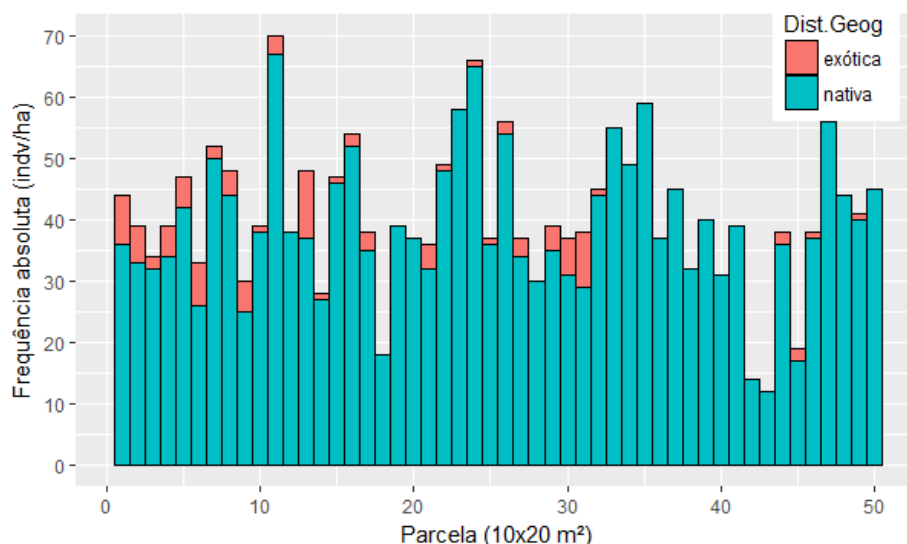
Foram identificadas 65 espécies arbóreas e arbustivas, distribuídas em 31 famílias botânicas com 2.045 indivíduos de DAP  $\geq 5$ cm. A família de maior riqueza foi a Fabaceae (12 espécies). A espécie de maior densidade em número de indivíduos foi a *Casearia sylvestris* Sw. (505 ind.). As espécies exóticas identificadas foram *Citrus x limon*, *Eriobotrya japonica*, *Hovenia dulcis*, *Tecoma stans*, *Melia azedarach*, *Morus nigra*, *Psidium guajava*, totalizando 105 indivíduos em 31 parcelas (Figura 1). *Citrus x limon* apresentou dois indivíduos, *Psidium guajava* e *Melia azedarach* três indivíduos e, *Eriobotrya japonica*, *Morus nigra* e *Tecoma stans*, respectivamente com quatro indivíduos. Já *Hovenia dulcis* foi a exótica de maior abundância com 85 indivíduos (Figura 1).



**FIGURA 1** - Histograma de frequência absoluta das sete espécies exóticas amostradas em 1 ha de vegetação secundária de Floresta Estacional Decidual, RS, 2019. Fonte: autores.

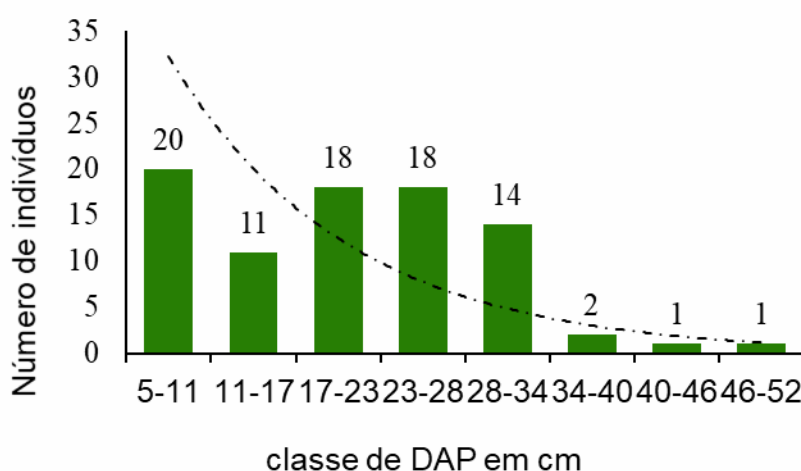
Ao comparar com o número de indivíduos de *Casearia sylvestris*, espécie de maior VI, para o total de indivíduos em toda a área de amostragem, *Hovenia dulcis* apresentou 21% da distribuição das árvores no trecho de encosta de floresta, estando em quinto lugar no valor de importância para toda a comunidade arbórea (MISSIO et al., no prelo). As exóticas amostradas já foram relatadas em demais levantamentos arbóreos da região Sul, como verificado em Venzke et al., (2018), Guidini et al. (2014), Lazarin et al. (2015) e Grings e Brack (2009). Inclusive Zenni e Ziller (2011), em um estudo mais detalhado das plantas invasoras no Brasil registraram *Tecoma stans* como a terceira maior espécie invasora com 239 registros e *Hovenia dulcis* com 126 ocorrências. As mesmas autoras consideraram o bioma Mata Atlântica como o mais ameaçado à conservação das espécies nativas.

A maior frequência das espécies exóticas ocorreu nas parcelas iniciais do trecho de floresta, onde a partir da parcela 32 observou-se diminuição na ocorrência das mesmas (Figura 2), isto é, quanto mais distante da base em direção ao topo da encosta foi observado frequência menor. Tal verificação condiz com o *status* de conservação da área, onde foi possível verificar efeitos antrópicos mais visíveis no início do trecho florestal.



**FIGURA 2** - Histograma de frequência absoluta das espécies arbóreas nativas e exóticas em 50 parcelas de vegetação secundária em Floresta Estacional Decidual, RS, 2019. Fonte: Autores

Para a espécie exótica de maior abundância (*Hovenia dulcis*), a distribuição diamétrica, não apresentou comportamento J-invertido (Figura 3). A espécie apresentou desequilíbrio em suas taxas demográficas. Pode-se observar que 36,5 % dos indivíduos jovens estão nas duas primeiras classes de DAP (5 -17cm), 58,8 % presentes nas três classes centrais (17-34) e apenas 4,7 % nos intervalos de 34 e 52 cm.



**FIGURA 3** - Distribuição diamétrica da árvore exótica *Hovenia dulcis*, em intervalo de DAP de 5 cm, em um trecho de vegetação secundária de Floresta Estacional Decidual, RS, 2019. Fonte: Autores.

Pelo índice de invasão biológica (IIB=0,558748), verificou-se que pelo somatório dos valores de importância das sete espécies exóticas amostradas (7,845579) foi inferior ao VI da *Casearia sylvestris* (14,04135), mas superior VI em relação a metade do mesmo para a espécie nativa. Quanto a este índice avaliado, o mesmo foi inferior ao encontrado por Guidini et al., (2014) e superior ao de Lazarin et al. (2015). Diferença causada pela riqueza e abundância de espécies invasoras e fortemente influenciado pela exótica de maior VI.

O primeiro trabalho verificou a distribuição de 167 indivíduos para cinco exóticas, sendo uma delas *Citrus x limon*. Já o segundo amostrou 33 indivíduos de *Hovenia dulcis* e 12 indivíduos de *Citrus*. Os mesmos autores apresentaram dados que representam o índice de invasão biológica das espécies exóticas na diversidade da flora em áreas de Santa Catarina (SC). É possível afirmar que a invasão biológica mais agressiva foi da espécie *Hovenia dulcis* em relação à abundância e pouca influência nas condições ambientais presentes.

Pela análise das espécies exóticas com as variáveis ambientais (Tabela 1), a cobertura de dossel foi a que apresentou maior número de correlações (cinco negativas e uma positiva). Verificou-se para *Citrus x limon* correlação negativa com fósforo (P) e matéria orgânica no solo (MOS), oposto à *Eriobotrya japonica* com correlação positiva em relação ao P e pedregosidade (Pedr %) e negativa com declividade média. No entanto, inferir sobre a influência das variáveis ambientais sobre a primeira espécie é ineficiente pela presença de apenas dois indivíduos que ocorreram nas parcelas 27 e 31 (Figura 2).

*Hovenia dulcis* apresentou correlação negativa com areia, cota média (Cotm), cobertura de dossel (CD) e correlação positiva com silte. Para a espécie *Melia azedarach* a correlação foi positiva com P e negativa com cotm e CD. Essas duas variáveis também foram verificadas com a mesma associação para *Morus nigra*.

Os maiores números de correlações foram observados com as espécies *Psidium guajava* e *Tecoma stans*. A primeira espécie apresentou correlação negativa com 11 variáveis (silte, argila, pH, potássio (K), MOS, cálcio (Ca), Magnésio (Mg), CTC efetiva (CTC.ef), CTC.pH7, saturação por alumínio (m%), CD e positiva com areia, alumínio e m%. O mesmo foi observado para *Tecoma stans*, diferindo apenas com uma correlação negativa a mais para cota média.

**TABELA 1** - Coeficiente de correlação de Spearman entre as espécies exóticas e variáveis ambientais, nível de significância a 5%, em um trecho de vegetação secundária em Floresta Estacional Decidual, RS.

Variáveis ambientais	<i>Citrus x limon</i>	<i>Eriobotrya japonica</i>	<i>Hovenia dulcis</i>	<i>Melia azedarach</i>	<i>Morus nigra</i>	<i>Psidium Guajava</i>	<i>Tecoma stans</i>
Areia (%)	0,05*	0,00 <sup>ns</sup>	-0,26**	-0,06 <sup>ns</sup>	0,10*	0,32**	0,32**
Silte (%)	-0,07 <sup>ns</sup>	-0,01 <sup>ns</sup>	0,27**	0,06*	-0,09 <sup>ns</sup>	-0,31**	-0,29**
Argila (%)	-0,05 <sup>ns</sup>	0,17*	0,05*	-0,01 <sup>ns</sup>	-0,01 <sup>ns</sup>	-0,32**	-0,41**
Ph	-0,12 <sup>ns</sup>	0,09*	0,19*	0,16*	0,08*	-0,29**	-0,28**
P	-0,30**	0,26**	-0,05 <sup>ns</sup>	0,26**	0,23*	0,00 <sup>ns</sup>	-0,10 <sup>ns</sup>
K	-0,07 <sup>ns</sup>	0,19*	0,14*	0,08*	0,11*	-0,31**	-0,28**
MOS	-0,28**	0,13*	0,13*	0,09*	-0,01 <sup>ns</sup>	-0,26**	-0,29**
Al	0,10*	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,16 <sup>ns</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	0,31**	0,33**
Ca	-0,16 <sup>ns</sup>	0,10*	0,12*	0,12*	0,11*	-0,30**	-0,35**
Mg	-0,10 <sup>ns</sup>	0,21*	-0,04 <sup>ns</sup>	-0,02 <sup>ns</sup>	0,03*	-0,32**	-0,37**
H.Al	0,00 <sup>ns</sup>	0,15*	-0,02 <sup>ns</sup>	-0,02 <sup>ns</sup>	-0,06 <sup>ns</sup>	0,11*	0,24*

CTC.ef	-0,15 <sup>ns</sup>	0,15 <sup>*</sup>	0,09 <sup>*</sup>	0,09 <sup>*</sup>	0,09 <sup>*</sup>	-0,32 <sup>**</sup>	-0,36 <sup>**</sup>
CTC.pH7	-0,18 <sup>ns</sup>	0,19 <sup>*</sup>	0,07 <sup>*</sup>	0,09 <sup>*</sup>	0,08 <sup>*</sup>	-0,33 <sup>**</sup>	-0,36 <sup>**</sup>
V%	-0,13 <sup>ns</sup>	0,03 <sup>*</sup>	0,08 <sup>*</sup>	0,07 <sup>*</sup>	0,07 <sup>*</sup>	-0,30 <sup>**</sup>	-0,33 <sup>**</sup>
m%	0,08 <sup>*</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,15 <sup>ns</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	0,35 <sup>**</sup>	0,36 <sup>**</sup>
Cotm	0,18 <sup>*</sup>	0,03 <sup>*</sup>	-0,29 <sup>**</sup>	-0,37 <sup>**</sup>	-0,34 <sup>**</sup>	-0,03 <sup>ns</sup>	-0,27 <sup>**</sup>
Desmax	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,07 <sup>ns</sup>	-0,08 <sup>ns</sup>	-0,03 <sup>ns</sup>	0,14 <sup>*</sup>	-0,17 <sup>ns</sup>	-0,09 <sup>ns</sup>
Decm	0,07 <sup>*</sup>	-0,26 <sup>**</sup>	-0,01 <sup>ns</sup>	-0,18 <sup>ns</sup>	-0,05 <sup>ns</sup>	-0,29 <sup>**</sup>	-0,39 <sup>**</sup>
CD	0,08 <sup>*</sup>	-0,03 <sup>sc.</sup>	-0,20 <sup>*</sup>	-0,31 <sup>**</sup>	-0,27 <sup>**</sup>	-0,28 <sup>**</sup>	-0,45 <sup>**</sup>
Pedr %	-0,06 <sup>ns</sup>	0,09 <sup>*</sup>	0,01 <sup>*</sup>	-0,15 <sup>ns</sup>	-0,16 <sup>ns</sup>	-0,06 <sup>ns</sup>	-0,14 <sup>ns</sup>

Em que : Areia: % de areia; Silte: % de silte; Argila; % de argila; pH: pH em H<sub>2</sub>O; P: teor de fósforo (mg.dm<sup>-3</sup>); K: teor de potássio (mg.dm<sup>-3</sup>), MOS:% de matéria orgânica no solo; Al: teor de alumínio (cmolc.dm<sup>-3</sup>); Ca: teor de cálcio (cmolc.dm<sup>-3</sup>), Mg: teor de magnésio (cmolc.dm<sup>-3</sup>); H+Al: acidez potencial (cmolc.dm<sup>-3</sup>); CTC.ef: CTC efetiva (cmolc.dm<sup>-3</sup>); CTC.pH7: CTC a pH=7; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio; Cotm: cota média (m); Desmax: desnível máximo (m); Decm: declividade média (graus); CD: % da cobertura de dossel; Pedr: % de pedregosidade; ns = sem correlação; \* = correlação mínima (0 < 0,25; 0 < -0,25); \*\* = correlação fraca (0,25 < 0,50; -0,25 < -0,50).

De uma forma geral, os maiores registros das exóticas é descrito em áreas que apresentam distúrbios antrópicos (DENSLOW; DEWALT,2008; SCIPIONI et al., 2009; ZENNI; ZILLER, 2011). Isso se deve porque um dos fatores de facilitação é das florestas secundárias, em estágios iniciais e intermediários, apresentarem maiores níveis de luminosidade que as florestas primárias (CHAZDON, 2016), condição favorável ao estabelecimento das exóticas, uma vez que essas são, na maioria, heliófitas e com exigências ambientais menos seletivas. No entanto, Padilha et al., (2015), destacaram a ocorrência da *Hovenia dulcis* em áreas sob diferentes condições de conservação, observando que a mesma ocorreu tanto em áreas suscetíveis à fragmentação como aquelas consideradas conservadas em Floresta Atlântica Subtropical.

Cabe salientar que a presença de espécies exóticas não ocorre somente em áreas alteradas. Mesmo que essas sejam mais vulneráveis a tais condições é preciso compreender que espécies exóticas invasoras apresentam características de estabelecimento favoráveis a sua ocorrência em diferentes biomas do planeta. Nas regiões insulares, por exemplo, as plantas nativas estão gradativamente sendo substituídas pela ocorrência das exóticas invasoras (REASER et al., 2007). A espécie *Psidium guajava* é considerada uma das piores invasoras nestes ecossistemas, como também em áreas continentais da América do Norte e Sul (GREEN et al., 2004; REASER et al., 2007; SHIFERAW et al., 2018).

A *Tecoma stans*, por sua vez, tem seus maiores registros no estado brasileiro Paraná, sendo proibida qualquer meio de propagação (ZENNI; ZILLER, 2011). Como consequência dessa ampla variação local das espécies exóticas têm-se a perda de *hábitat* e redução no *pool* genético (DOWNEY; RICHARDSON, 2016).

Em relação a *Hovenia dulcis*, supõem-se que ao decorrer da sucessão secundária a mesma apresentou seu máximo potencial de invasão, também conhecida como “fase log” (AIKIO et al., 2010). A população representou os diferentes locais em estágios mais iniciais de sucessão na floresta, devido ao processo de fragmentação, fato observado com a maior frequência da mesma nas primeiras parcelas. No entanto, conforme os processos sucessionais foram

ocorrendo, a espécie apresentou dinâmica irregular, tanto pela disponibilidade de recursos como pelas interações bióticas na floresta. Considerando que no trecho de floresta a abertura de dossel favoreça a disponibilidade de luz para o interior da comunidade arbórea, por ser uma área de encosta conjunta a patamares descontínuos, a intensidade lumínica é diferente entre os locais, confirmando a maior abundância da espécie em locais de menores variações altitudinais, áreas mais baixas com menor cobertura de dossel.

Supõe-se que na área de estudo, com o desenvolvimento da floresta para fases de sucessão mais adiantadas, com maior sombreamento, o desenvolvimento da espécie pode ser prejudicado, uma vez que a mesma é intolerante à sombra (REJMÁNEK, 2014). Segundo Chazdon (2016), áreas florestais após abandono agrícola favorecem o crescimento e estabelecimento de espécies pioneiras por um curto período de tempo. As mudanças nas interações durante a sucessão florestal, por exemplo, formação do sub-bosque e consecutivo maior sombreamento e maior umidade, as espécies que não toleram essas condições ambientais tendem a diminuir (CHAZDON, 2016).

Essa condição pode ser importante e ao longo do tempo, diante das mudanças temporais e do fluxo contínuo da floresta, a ocorrência das espécies exóticas tende a se estabelecer em uma escala decrescente. Longhi-Santos et al. (2017), observaram relação significativa entre a variável luminosidade e desenvolvimento de plântulas de *Hovenia dulcis*, inferindo que as espécies nativas mais abundantes de uma área com características fenológicas diferente da exótica, tendem a manter o controle na regeneração da invasora.

Da mesma forma a invasão por espécies exóticas pode estar relacionada com os mecanismos que explicam a relação causal com o ambiente, isto é, a variação de espécies exóticas, neste caso está atrelada a duas causas: área alterada por efeitos antrópicos e diferenciação de nicho relacionado a disponibilidade de recursos.

De acordo com Stohlgren et al. (2006), o estabelecimento das espécies exóticas está diretamente relacionado com as condições locais que refletem na heterogeneidade ambiental, corroborando com os resultados obtidos entre a correlação das variáveis ambientais e as espécies: umas alocadas em solos mais arenosos, tolerantes ao elemento tóxico alumínio no solo, nos locais mais planos com menor abertura de dossel; outras relacionadas ao locais de menores cotas altimétricas, geralmente nos platôs da encosta florestal. Além disso, a correlação negativa da cobertura de dossel indicou uma importante condição ambiental quanto à estrutura da floresta em relação a exclusão de espécies exóticas, como também observado por Longhi- Santos et al. (2017) e Pearson et al. (2018).

## CONCLUSÃO

Foi possível observar que o componente arbóreo apresentou sete espécies exóticas com *Hovenia dulcis* apresentando maior número de indivíduos. A mesma espécie não apresentou distribuição diamétrica esperada com a curva exponencial negativa, indicando desequilíbrio nas taxas demográficas.

Pelo índice de invasão biológica percebeu-se que as exóticas apresentaram importância inferior a espécie *Casearia sylvestris*, porém valor superior a metade do VI da mesma nativa, indicando que as exóticas estão participando da dinâmica do componente arbóreo. No entanto, com o passar do tempo, com a floresta mais avançada no estágio de sucessão, poderão decrescer em número, uma vez que

observando a relação das espécies com as variáveis ambientais apenas cobertura de dossel apresentou maior valor de correlações, indicando ser uma variável importante para o controle dessas espécies.

## REFERÊNCIAS

AIKIO, S.; DUNCAN, R. P.; HULME, P. E. Lag phases in alien invasions: separating the facts from the artefacts. **Oikos**, Bélgica, v. 119, n. 2, p. 370-378, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17963.x>

APG IV. Angiosperm Phylogeny IV. An update of the Angiosperm phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, p. 1-20, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; de MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVECK, GERD. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p.711–728, 2013. Disponível em: DOI: 10.1127 / 0941-2948 / 2013/0507

CHAZDON, R. L. **Renascimento de Florestas**: regeneração na era do desmatamento. São Paulo: Oficina de textos, 2016. 431 p.

DENSLOW, J. S., DEWALT, S. J. Exotic plant invasion in tropical forest: patterns and hypothesis. In: CARSIN, W.; SCHNITZER, S. (eds). **Tropical Forest Community Ecology**. New York: Wiley-Blackwell Publishing, 2008. p. 409-426.

DOWNEY, P., RICHARDSON, D. M. Alien plant invasions and native plant extinctions: a six threshold framework. **AoB PLANTS**, Oxford, v. 8, p. 1- 47, 2016. Disponível em: Doi: 10.1093 / aobpla / plw047

EMBRAPA. Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária. CNPS- Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA CNPS, 2011. 225 p.

FELFILI, J. M., REZENDE, R. P. **Conceitos e Métodos em Fitossociologia**. Brasília: UnB, 2003. 68 p.

GUIDINI, A. L. et al. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no planalto sul catarinense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 469-478, 2014. Disponível em : <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000300009>

GREEN P.T., LAKE P.S., O'DOWD J.D. Resistance of island rainforest to invasion by alien plants: Influence of microhabitat and herbivory on seedling performance. **Biol. Invasions**, Holanda, v. 6, pg. 1-9, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:BINV.0000010144.12808.cb>

GRINGS, M., BRACK, P. Árvores na vegetação nativa de Nova Petrópolis, Rio Grande do Sul. **Iheringia, Sér.Bot.**, Porto Alegre, v. 64, n. 1, p. 5-22, 2009. Disponível em: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/130>

INSTITUTO HÓRUS. **Instituto hórus de desenvolvimento e conservação ambiental**. Disponível em: < <http://www.intitutohorus.org.br> > Acesso 18 de setembro de 2018.

JBRJ. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Lista de Espécies da flora do Brasil**. Disponível em < [www.floradobrasil.jbrj.gov.br](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br).> Acesso em 18 de setembro de 2019.

LAZZARIM, L. C. et al. Invasão Biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do alto Uruguai. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 39, n. 6, p. 1007-1017, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000600003>.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest cover density. **Journal of Forestry**, Oxford, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LIMA, L. Espécies invasoras. **Revista Galileu**, São Paulo, v. 145, p. 45-46, 2003.

LONGHI-SANTOS, T. et al. Influência de variáveis ambientais no estabelecimento de plântulas de *Hovenia dulcis* em Floresta Aluvial. **Revista Espacios**, Venezuela, v. 38, n. 14, p. 28-37, 2017.

Disponível em: <https://www.revistaespacios.com/a17v38n14/a17v38n14p28.pdf>

MIELKE, E. C.; NEGRELLE, R. R.B.; CUQUEL, F. L.; LIMA, W.P. Espécies exóticas invasoras arbóreas no parquet da barreira em Curitiba: registros e implicações. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 327-336, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509818451>

OLIVEIRA FILHO, A.T. et al. Differentiation of stream side and upland vegetation in the area of montane and semideciduous Forest in southeastern Brazil. **Flora**, Oxford, v.189, n 4, p. 287-305, 1994. Disponível em: DOI: 10.1016 / S0367-2530 (17) 30608-4

PADILHA, D. L., LOREGIAN, A. C., BUDKE, J. C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity and Conservation**, Netherlands, v. 24, n. 9, p. 2293–2304, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-015-0930-8>

PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Holanda, v, 1, n, 1, p 3-19, 1999. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010034312781>

PEDRON, F. de A., DALMOLIN, R. S. D. Solos da região do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul. In: SCHUMACHER, M. V. et al. (eds.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Editora Pallotti, 2011. cap. 3, p. 33-51.

PEREIRA, B. A., FILGUEIRAS, T. S. Levantamento qualitativo das espécies invasoras da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília (DF), Brasil. **Caderno de Geociências**, Salvador, v. 1, p. 29-38, 1988.

PEARSON, D. E. et al. The fluctuating resource hypothesis explains invasibility, but not exotic advantage following disturbance. **Ecology**, New York, v. 99, n. 6, p. 1296–1305, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecy.2235>

PYŠEK, P. On the terminology used in plant invasion studies. In: PYŠEK, P.; PRACH; M.; REJMANEK, W. M. (eds.). **Plant invasions: general aspects and special problems**. Amsterdam: Academic Publishing, 1995. p 71-81.

REASER, J. K. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Envirometal Conservation**, Newcastle, v. 34, n. 2, p. 98-111, 2007. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/ecological-and-socioeconomic-impacts-of-invasive-alien-species-in-island-ecosystems/17F006A0D7FEFFAA4E3B5229F0727E05>

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <http://www.R-project.org>> Acesso em: 18 de setembro de 2019.

REJMANEK, M. Invasive trees and shrubs: where do they come from and what we should expect in the future? **Biological invasions**, Knoxville, v. 16, n. 3, p. 483-498, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-013-0603-z>

RIO GRANDE DO SUL. **Secretaria Estadual do Meio Ambiente**. Portaria SEMA nº 79\_2013- Reconhece a lista de espécies exóticas invasoras RS e demais classificações\_ normas e outras providências. Disponível em:< [http://www.sema.rs.gov.br/classificações\\_normativas](http://www.sema.rs.gov.br/classificações_normativas)> Acesso em 18 de setembro de 2016.

SANTOS, R. S. dos. et al.; **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6. Ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. 100 p.

SCIPIONI, M et al. Regeneração natural de um fragmento da Floresta Estacional Subtropical Decidual na reserva biológica do Ibicuí-Mirim (RS). **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 675-690, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/ef.v39i3.15369>

SHIFERAW, W.; DEMISSEW, S.; BEKELE, T. Invasive alien plant species in ethiopia: ecological impacts on biodiversity a review paper. **J Mol Biol Open Access**, Itália, v.3, p. 169 176, 2018. DOI: 10.15406 / ijmba.2018.03.00072

SOBRAL, M. et al. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2.ed. São Carlos: RiMa, 2013. 357 p.

STOHLGREN, T. J.; JARNEVICH. C.; CHONG, G.W.; EVANGELISTA, P. H. Scale and plant invasions: a theory of biotic acceptance. **Preslia – The Journal of the**

**Czech Botanical Society**, v. 78, p. 405-426, 2006. Disponível em: <http://www.preslia.cz/P064CSto.pdf>

VENZKE, T. S. L., MATTEI, V. L., COSTA, M. A. D. Exotic woody plants in Pelotas, Rio Grande do Sul, Southern most Brazil. **Check List: The Journal of Biodiversity Data**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 203-211, 2018. Disponível em: <https://checklist.pensoft.net/article/24117/> DOI: 10.15560 / 14.1.203

VIEIRA, S. **Introdução à Bioestatística**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2016. 264 p.

ZENNI, R. D., ZILLER, S. R. Invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n .3, p. 431-446, 2011.

ZILLER, S. R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. In: instituto para o Desenvolvimento de Energias Alternativas e da Auto-sustentabilidade (Ideas). **Ciência Hoje**, Brasília, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/cienhojedez2001.pdf>